第 37 卷第 12 期
2017 年 6 月

生　态　学　报
ACTA ECOLOGICA SINICA

Vol.37,No.12
Jun.,2017

DOI: 10.5846/stxb201607221494
阳文锐.北京城市土地复合生态服务功效演变特征.生态学报,2017,37(12):4169-4181.
Yang W R.Characteristics of complex eco-service efficiency changes of urban land use in Beijing, China.Acta Ecologica Sinica,2017,37(12):4169-4181.

北京城市土地复合生态服务功效演变特征

阳文锐*
北京市城市规划设计研究院,北京　100045

摘要:城市的发展依赖于土地复合生态系统提供各项的生态服务功能,其产出是生态服务功效,可分为正向和负向的服务功效。快速的城市化导致的土地利用变化影响了土地的生态服务功效。在 GIS 平台的支持下,基于遥感影像和城市社会经济发展数据,以特大城市北京为案例城市,建立了基于正向和负向生态功效的空间指标体系,采用划分单元空间网格评价方法,评估了上一版城市总体规划实施以来土地复合生态服务功效的变化特征。研究表明由于城市化的快速发展影响了土地的复合生态功效,2003—2011 年城市土地复合生态功效评价结果显示,土地的生态服务负功效在增长,而正功效在不断减少,2003 年土地正负服务功效空间分别为 57.7%和 42.3%, 2011 年则分别为 51.3%和 48.7%。2003 年的生态服务负功效空间以中心城为核心,成放射状向新城辐射;而 2011 年生态服务负功效空间以中心城为核心向外呈饼状蔓延;外延式的城市发展空间发展模式是导致负功效增长的主要因素。为建设良好的城市生态环境,需要在未来的城市规划和管理中,重视非建设用地的生态功能管理,引导外部生态空间渗入城市,强化土地生态服务功能;同时优化城乡结合部的用地结构,保育郊区的生态环境。

关键词:复合生态; 土地利用; 生态服务功效; 北京

Characteristics of complex eco-service efficiency changes of urban land use in Beijing, China

YANG Wenrui*
Beijing Municipal Institute of City Planning & Design, Beijing 100045, *China*

Abstract: Land is a complex ecosystem that provides various ecosystem service functions that are necessary and important for the development of sustainable cities. For rapid urbanization and industrialization, considerable areas of eco-service land have been utilized for urban construction, resulting in serious ecological and environmental issues, such as deteriorated urban heat islands, soil erosion, air and water pollution, and decreased biodiversity, which seriously challenge the sustainable development capacity. The output of natural eco-service function is eco-efficiency, and it can be divided into positive and negative eco-services; positive eco-services could create the basis of harmony and a comfortable environment; however, negative eco-services could impede sustainable development. Urban land use and cover change are often responsible for increasing negative eco-services. To understand the process of how eco-service efficiency changes with the implementation of city master plans, this paper took Beijing as a case study based on GIS and RS technology, with the support of socioeconomic data, methods grid analyses, and complex ecological assessments, and established spatial indexes for a complex eco-efficiency assessment from both positive and negative aspects. The results showed that during the period from 2003 to 2011, when the last city master plan was being implemented, the negative eco-service efficiency of the urban land increased from 42.3% to 48.7%, and correspondingly, the positive eco-service efficiency decreased from 57.7% to 51.3%. In the last eight years, the center of Beijing City continued expanding outwards at the expense of eco-service lands,

基金项目:国家自然科学基金资助项目(41101540)
收稿日期:2016-07-22;　　**修订日期:**2016-09-07

*通讯作者 Corresponding author.E-mail: oydragon@ 163.com

resulting in increasing negative eco-service efficiency. To create a livable and sustainable city, it was suggested that the Department of City Planning and Management should develop a strategic plan to effectively manage the city development, especially, to clearly determine the urban spatial structure. Furthermore, it is essential to strengthen the complex eco-service efficiency of the land by optimizing land use structure in urban and rural areas, and efficiently conserve the rural natural environment.

Key Words: complex ecosystem; land use; eco-service efficiency; Beijing

生态系统服务功能是生态系统与生态过程所形成及所维持的人类赖以生存的自然环境条件与效用[1-2],土地利用/土地覆盖变化通过改变生物多样性、改变生态系统过程和改变生境而影响着生态系统的服务功能[3]。我国作为世界上成长最快的经济体,城镇化发展迅速,城镇化率由 1978 年的 17.92%上升到 2012 年的 52.57%[4]。根据联合国的预测,到 2020 年我国超过一半的人口将居住在城镇地区[5]。城市化进程中的土地利用变化严重影响了自然对于城市的生态服务功能,产生了一系列生态环境问题[6-8],而这些受损的生态服务功能也对城市化进程形成了约束[9]。同时由于城市地区的生态占用不断增加,需要的自然生态支撑强度越来越大。以人类活动为主要特征的城市复合生态系统的可持续发展,依赖于自然为城市提供的生态服务,以及人类对这种生态服务功能的保育和优化,特别是土地的生态服务[10]。

生态系统服务功能在一定的时空范围内为人类提供的产出构成生态服务功效,生态系统服务功能的强弱取决于人类活动对生态系统的胁迫效应和生态建设效果,并通过生态服务功效和生态反馈机制作用于人类活动[10]。生态服务功效可分为正功效和负功效[11]。城市土地是一类社会-经济-自然复合生态系统[12]。作为一种自然资源,它为城市提供了多种生态服务,包括生境孕育、资源供给、环境净化、物质循环、大气调节等正向生态服务。但由于城市人类活动影响了土地复合生态系统的演化进程,土地为城市提供的正向生态服务不断受到人类胁迫,逐渐衰弱甚至演变成负向的生态服务。包括硬化地表覆盖导致的城市热岛效应加剧[13-15]、地表水污染[16-17]、土地污染[18-19]、大气污染[20]等,对人类的生存和发展形成了严峻的挑战。

北京自上一版城市总体规划以来,城市社会经济有了巨大的发展,建成区面积不断扩大,城乡土地景观格局也发生着激烈的变化[21],城乡生态系统面临着巨大压力,产生了诸多城市生态环境问题。如何在快速的城镇化过程中保护好城市生态系统赖以维持的土地生态系统服务功能,强化其正向生态服务,弱化或规避其负向的生态服务是城市规划和管理部门必须要面对的问题。本研究以北京为主要研究对象,开展城市土地利用过程的复合生态服务功效研究,摸清其演变特征,以期为城市或区域土地可持续利用和规划提供科学的管理和决策。

1 研究资料与研究方法

1.1 数据的获取与处理

本文使用了具有 30m 空间分辨率的美国陆地资源卫星 Landsat TM 影像,2003 年和 2011 年两景数据,轨道号 123/32,数据质量较好,云量低,采用 Erdas Imagine 9.0 遥感处理软件对 TM 影像进行大气校正、几何校正、图像增强、合成等过程,将影像与北京地形图(1:1 万)进行地理坐标配准后,采用监督分类和目视修正相结合的方法,进行用地分类解译,对分类后的影响进行分类精度评估,总体精度高于最低允许精度要求,在 Arcgis 9.3 中进行计算并制作专题图用于空间分析(图 1)。

其他数据来源于北京市城市总体规划(2004 年—2020 年),北京市统计年鉴(2004—2012)。

1.2 研究方法

1.2.1 评价指标和计算方法

指标体系的选取遵从全面性、客观性、可测性、可获得性和可操作性的原则,将评价指标体系分为三级指

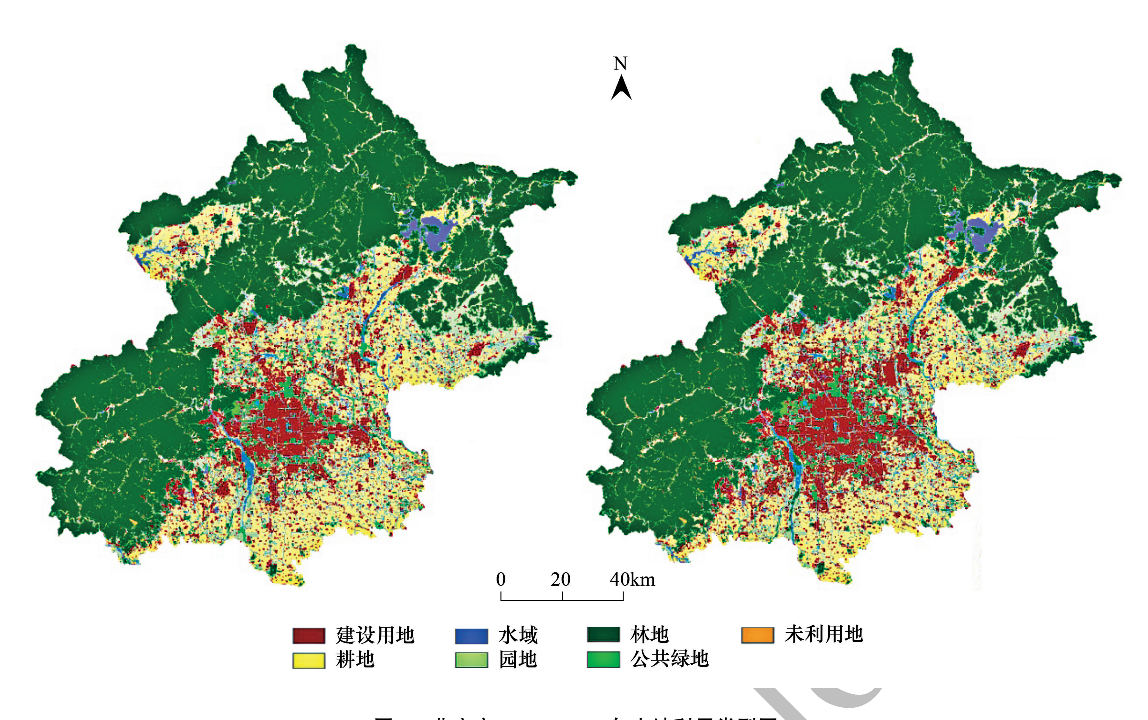


图 1　北京市 2003—2011 年土地利用类型图

Fig.1　Beijing's land use types from 2003 to 2011

标,第三级指标分为属性指标和度量指标,度量指标直接对应于属性指标,用于表征土地生态服务的类型和特征。指标的选取充分考虑空间的可表达性,尽量将土地的复合生态服务进行空间的表达。所以本文对土地的生态服务功效评价选取了如下指标(表 1):

表 1　土地复合生态服务功效评价指标

Table 1　Indices of land's eco-services efficiency assessment

一级指标 1st level indicator	二级指标 2nd level indicator	指标权重 Weight	生态服务属性指标 Attribute indicator	三级指标(度量指标) 3rd level indicator (Quantity indicator)	指标权重 Weight
复合生态服务功效 Complex eco-service efficiency	生态正功效 Positive	0.57	水源涵养	MNDWI 指数	0.23
			气候调节、生物多样性维持	植被覆盖度	0.17
			生物质生产	植被净初级生产力	0.25
			景观生态过程与功能支撑	景观蔓延度指数	0.16
			生态边缘效应	景观斑块周长面积比	0.19
	生态负功效 Negative	0.43	污染物廊道	单位网格内交通用地比例	0.28
			城市热环境	城市热岛等级	0.19
			景观破碎	斑块密度	0.25
			温室气体排放	单位网格内工业用地比例	0.28

以上各个指标的权重通过专家群决策打分,通过构造判断矩阵后进行层次分析法计算,通过一致性检验后确定各个指标的权重[22-23]。

1.2.2　指标标准化方法

$$S_i = \frac{\text{index}_i - \min(\text{index})}{\max(\text{index}) - \min(\text{index})}$$

式中,S_i为指标标准化值,max(index)为指标最大值, min(index)为指标最小值,index_i为第 i 个指标值

生态服务正效应指数为:　$\text{Service_positive} = \sum p_i \times S_i$

生态服务负效应指数为：　　$\text{Service_negative} = \sum p_i \times S_i$

复合生态服务功效综合指数为：

$$\text{Service_total} = p_{\text{positive}} \times \text{Service_positive} - p_{\text{negative}} \times \text{Service_negative}$$

式中，Service_positive 为正效应综合指数，Service_negative 为负效应综合指数，p_i为第 i 个指标的权重，S_i为第 i 个指标的标准化值；p_{positive}为正功效权重，p_{negative}为负功效权重。

1.2.3 空间分析方法

在 GIS Arcinfo 9.3 平台下，采用 Arctoolbox 中的 create fishnet 工具将市域土地划分为 1km×1km 的单元网格，统计每个单元格内的生态服务评价指标，并进行综合计算。

2 结果与分析

2.1 土地生态服务正功效

2.1.1 水源涵养

利用 2003 年和 2011 年的遥感影像，采用 MNDWI（modified normalized difference water index）指数提取水体被认为是当前较好的指标[24]，能很好的消除建筑阴影对于水体的影响，该研究中采用文献[24]的方法分别提取了 2003 年和 2011 年同期的水体 MNDWI 指数，将 MNDWI 经过网格标准化处理后，形成 1km^{2}的单元网格（图 2）。结果表明，2003—2011 年市域水面面积是呈现增长趋势，2003 年全市域实际水体面积约165.6 km^2；2011 年市域实际水体面积约 192.3km^2。根据北京水资源公报，2003 年和 2011 年北京市地表水资源总量为分别为 6.1 亿 m^{3}和 9.2 亿 m^3。用水体水面比率衡量市域水源涵养能力，说明市域的 2003—2011 年市域水源涵养量是增加的，导致水资源量增加的因素一方面可能与气候有关，2003 年是继 1999 年之后的干旱年[25]，降水量的减少导致水资源蓄积量相比 2011 年减少。此外南水北调水的补给也可能是水体增加的因素[26]。

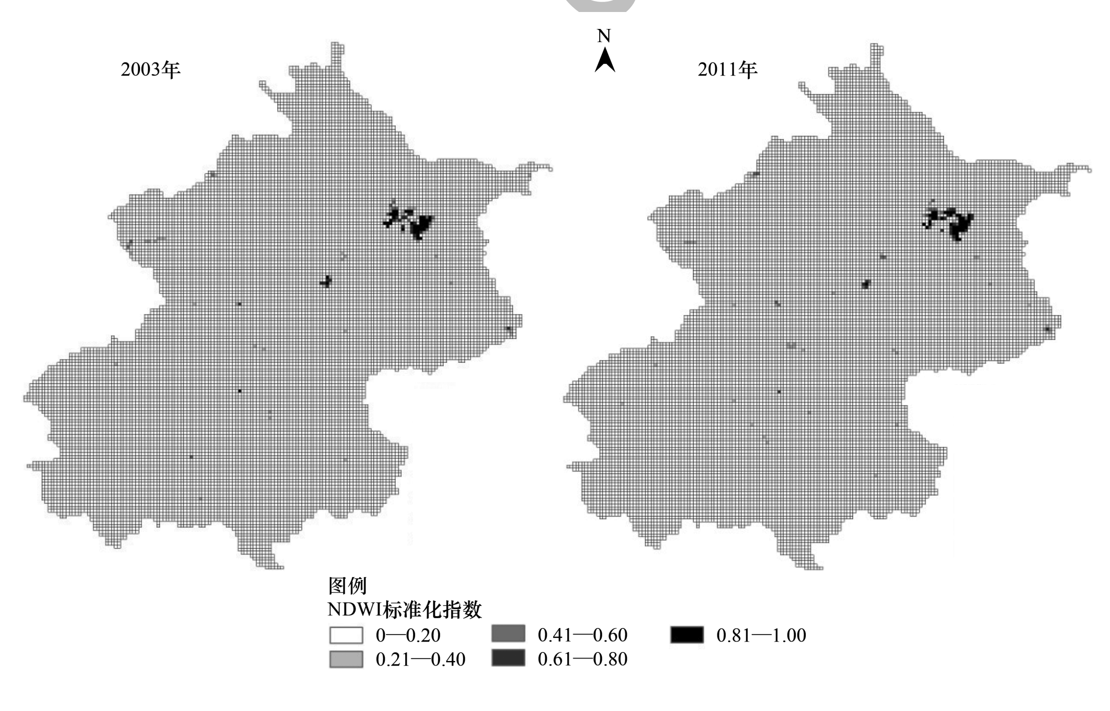


图 2　2003—2011 年水体标准化指数图

Fig.2　Standardized index of water body from 2003 to 2011

2.1.2 生物多样性维持及气候调节

植被覆盖度指示了植被的茂密程度及植物进行光合作用面积的大小，是反映地表植被群落生长态势的重要指标和描述生态系统的重要基础[27]。生物栖息地环境的质量决定着生物多样性的维持[28]，即良好的植被

覆盖。同时植被覆盖也影响着区域气候[29],植被覆盖变化通过改变地表反照率、粗糙度和土壤湿度等地表属性,从而影响辐射平衡、水分平衡等过程,最终可以导致区域降水、环流形势及大气温度、湿度等气候变化。因此对于生物多样性维持和气候调节的指标,本研究采用植被覆盖指数来表征。表征植被状况的指数较多,但NDVI 指数是最为广泛应用的指数之一,在植被遥感中,对于 Landsat 5 而言,NDVI 的计算方法已经广为应用,此处不再具体表述。NDVI 指数也用于计算植被覆盖度,本文利用像元二分模型估算研究区的植被覆盖度,计算方法见参考文献[30-31],将植被覆盖标准化处理之后见图 3。2003—2011 年全市的植被覆盖状况在不断提高,特别是山区的植被覆盖提高很明显。平原地区的植被覆盖度 2011 年也比 2003 年有了很大的改善,以六环内城市地区为例,2003 年至 2011 年,植被覆盖率由 31.6%提高到 38.9%,而且二环、三环内的植被覆盖提高更为显著。

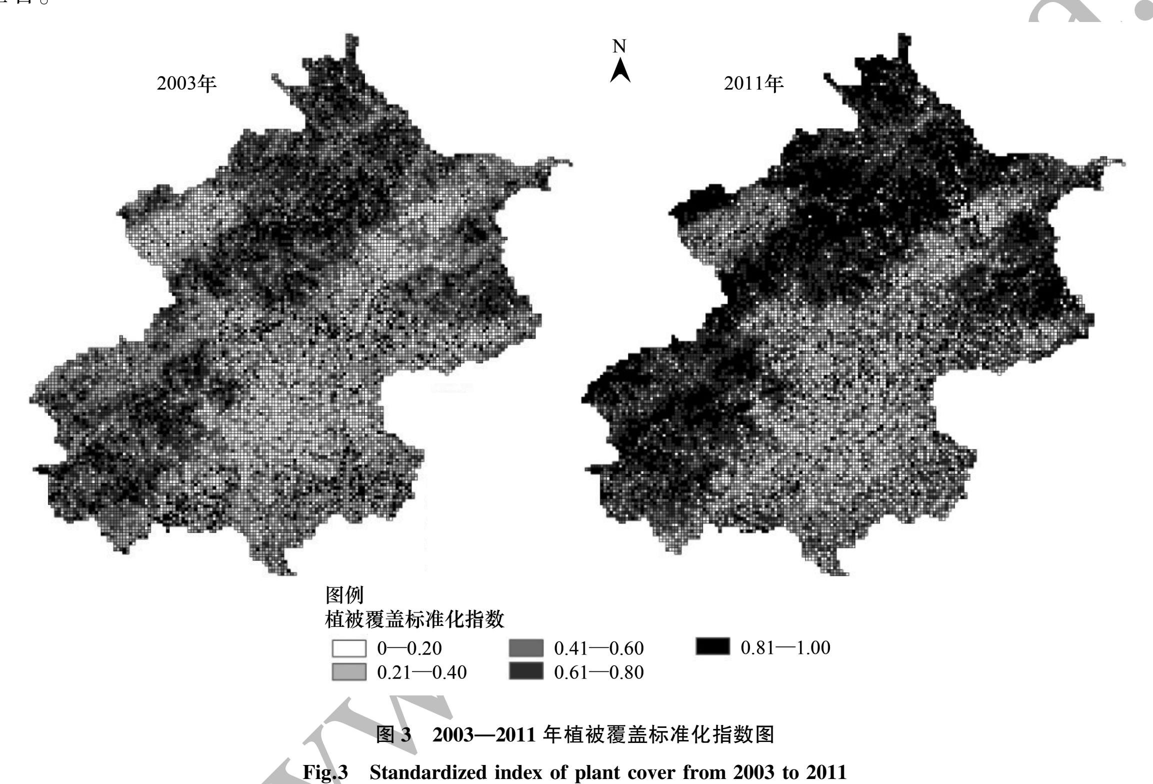


图 3　2003—2011 年植被覆盖标准化指数图

Fig.3　Standardized index of plant cover from 2003 to 2011

2.1.3　生物质生产

采用 CASA 模型估算 2003 年和 2011 年北京市域植被净初级生产力,数据采用的是美国 NASA 的 EOS/MODIS 遥感影像,空间分辨率为 250m,植被类型图为林业局提供,气象数据来自于中国气象科学数据共享网,采用参考文献[32-33]中的估算方法,分析了市域生态系统的植被净初级生产力。分析表明,2003—2011 年生态系统的植被净初级生产力呈现下降趋势,2003 年植被净初级生产力最大值为 5096 gC m^{-2} a^{-1},平均净初级生产力 2786 gC m^{-2} a^{-1};而 2011 年为 4611 gC m^{-2} a^{-1},平均净初级生产力 2515 gC m^{-2} a^{-1};最大的植被净初级生产力主要分布于山区,由于城市化的扩张,土地利用变化导致生物质生产用地不断向城市建设用地转变,导致土地的生物质生产能力下降,虽然全市植被覆盖度有不断提高的趋势,而且近年来实施了百万亩造林工程,但是由于人工林种植单一,群落结构简单,导致植被净初级生产力下降。

净初级生产力经过标准化处理后见上图 4,由图可以看出,平原地区的植被净初级生产力是随着城市化的扩张是不断下降的,而且低生产力的地区由 2003 年的城市中心向四周不断扩张,市域植被生态系统净初级生产力在不断下降。

2.1.4　景观生态过程与功能支撑

景观生态过程与景观的功能连接度依赖于景观的结构连接度,景观连通性是表征景观尺度上各景观组分

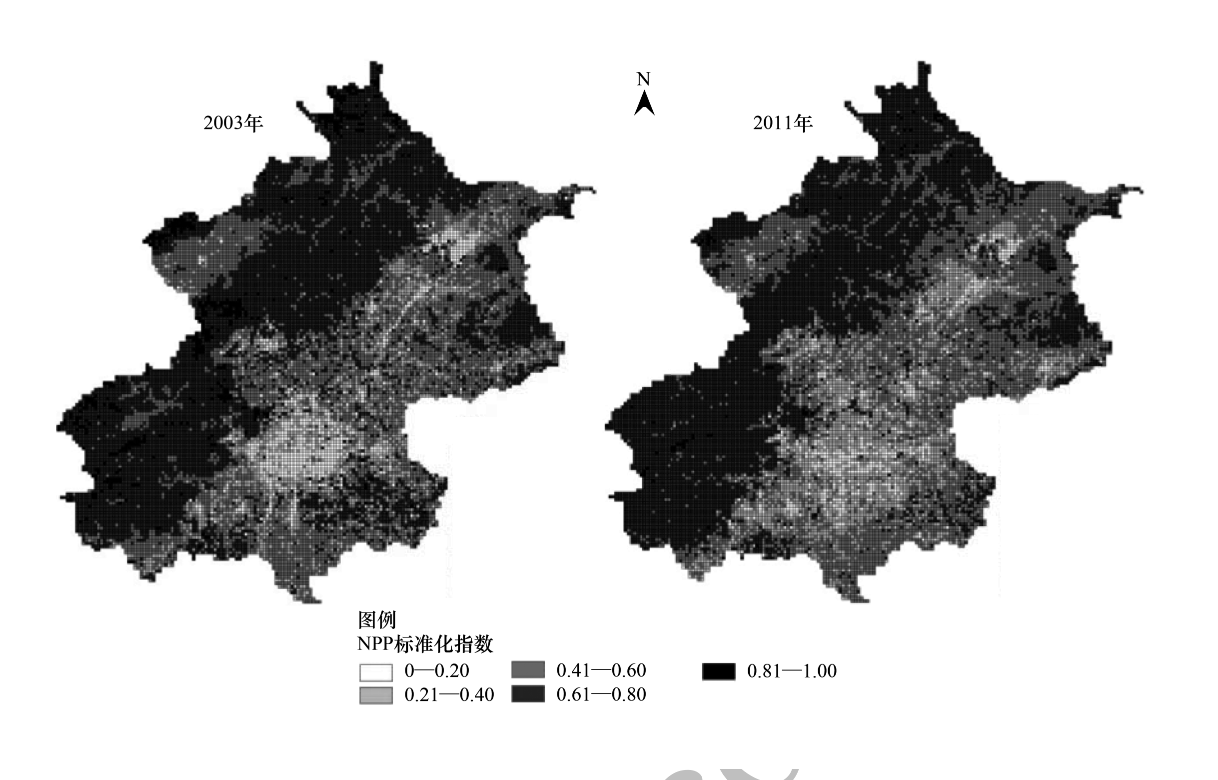


图 4 2003—2011 年植被净初级生产力标准化指数图

Fig.4 Standardized index of NPP from 2003 to 2011

之间的连续性程度。景观蔓延度用来表征同一斑块类型的聚集程度,与景观连接度相关联[34],本研究用景观蔓延度指数表征景观的连通性,采用移动窗口算法,在 Fragstats 3.3 软件的支持下,计算全市的景观蔓延度指数(CONTAG)。将蔓延度指数标准化后(图 5). 结果表明,从 2003—2011 年,在市域景观水平尺度的连通性差异并不十分明显,景观连通性差的地方主要在中心城外围的城乡结合部地区,该趋势随着城市规模增大逐渐向外部扩张。2003—2011 年,中心城地区的景观连通性差异比较明显,随着朝阳、通州地区的城市建设,建设用地向城市东部蔓延趋势明显,导致该景观差异的原因在于建设用地规模的扩大,生态用地向建设用地转变的同时,促进了连片式的建设用地开发,建设用地景观不断蔓延,此过程而割断了中心城地区,如第一道绿色隔离地区的生态用地之间的连通性,该过程对于景观的生态过程和功能将产生影响,如水文生态过程、生物栖息地变化等。

2.1.5 生态边缘效应

边缘效应理论认为,景观中斑块边缘部分由于受外围影响而表现出与斑块中心部分不同的生态学特征,斑块边缘部分往往具有较高的物种丰富度和初级生产力。相同面积的斑块,其形态越狭长或边界越复杂,其边缘效应也越强[10]。以斑块边长和斑块面积比值的大小作为边缘效应的大小。运用 Fragstats 软件,移动窗口算法计算景观水平的景观周长面积比,表征景观的边缘效应。经过标准化后见图 6 所示。

分析结果表明,2003—2011 年景观的边缘效应高的地区都集中在中心城外围至城市六环之间的城乡结合部,而且 2003 年较 2011 年要更为集中,城乡结合部地区景观组分多样,建设用地和生态用地类型在此区域均呈现出交错态势,与中心城区大范围的建设用地分布不同,此区域景观类型复杂多样化,导致景观的边缘效应呈现出与远郊山区和城市中心的边缘效应不同的特征。2011 年城乡结合部地区由于不断城市化,边缘效应也相应的减小而向外延伸。

2.2 土地生态服务负功效

2.2.1 污染物廊道

汽车尾气是城市大气污染的重要来源,有研究表明北京城区 CO,HC 和 NO_x 的排放总量中,汽车源排放分

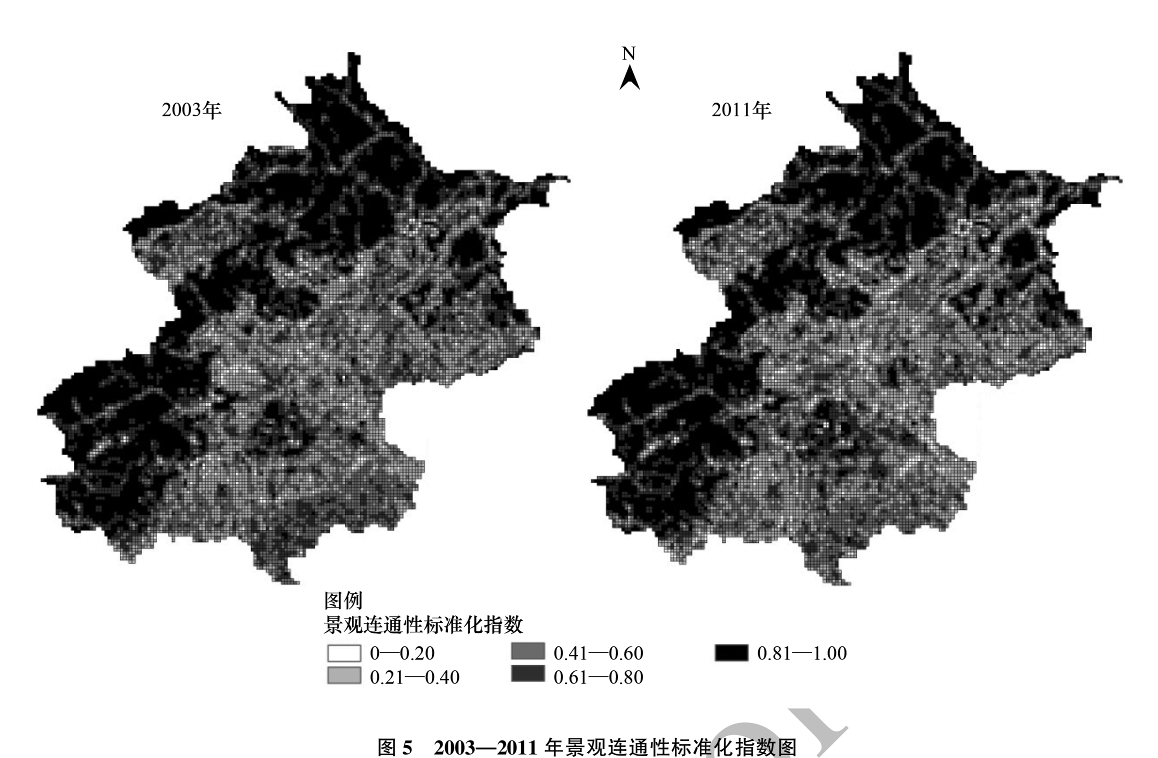


图 5　2003—2011 年景观连通性标准化指数图

Fig.5　standardized index of landscape connectivity from 2003 to 2011

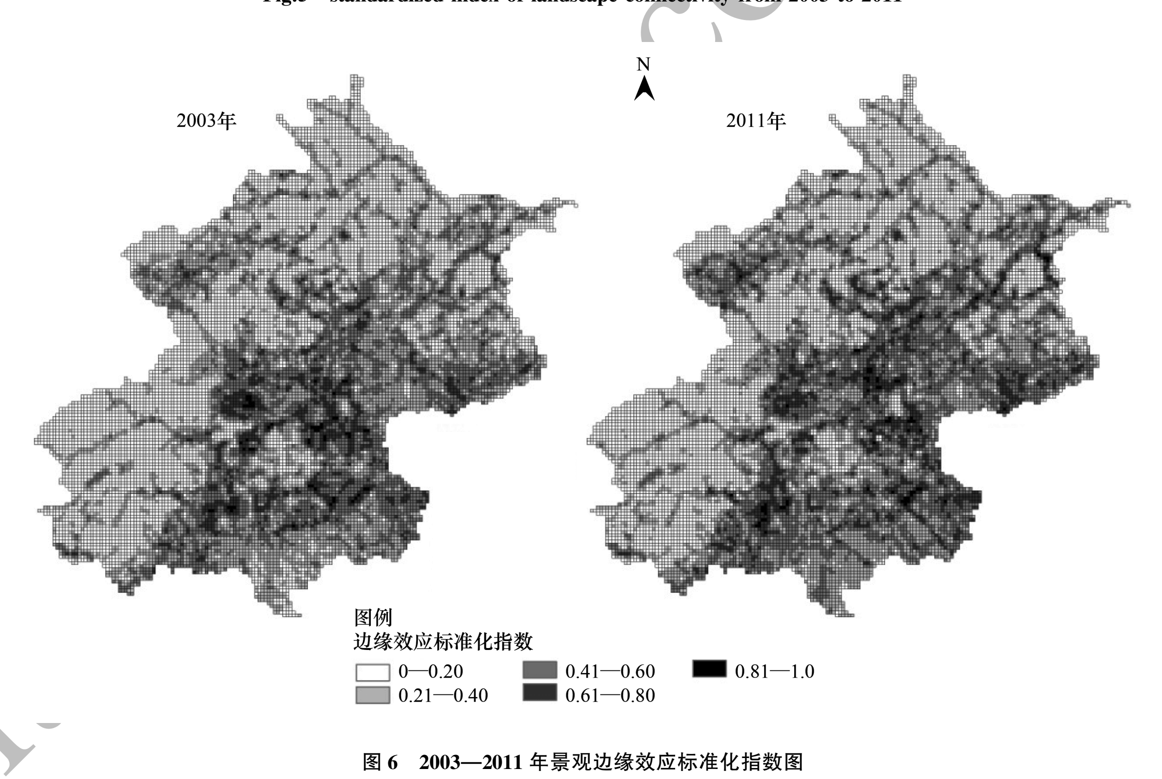


图 6　2003—2011 年景观边缘效应标准化指数图

Fig.6　Standardized index of landscape edge effect from 2003 to 2011

担率分别为 78%,83%和 46%[35]。街道大气环境中 NO_x 和 CO 日均浓度远远超过国家大气环境质量二级标准[36]。郭宇宏等对乌鲁木齐市春节机动车停运期间的大气环境质量的研究表明,机动车流量下降之后,$PM_{2.5}$、PM_{10}、SO_2、NO_2和 CO 5 项大气污染物浓度分别比之前下降 44.2%、49.3%、54.5%、28.2%和 3.7%[37]。

由于本研究受到数据来源的限制,城市大气污染物廊道的状况采用道路交通网的占地来指示,即假设道路面积和密度越大,汽车排放的尾气也越大。结果标准化之后见(图 7)所示。

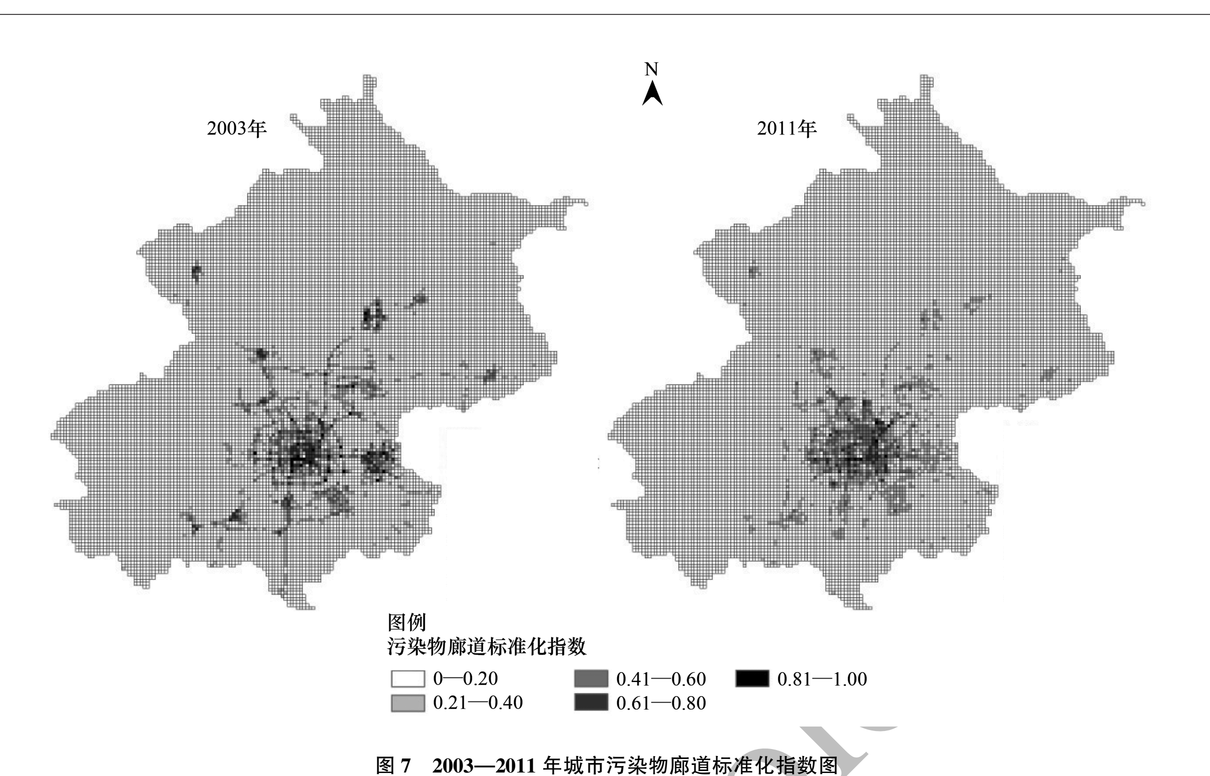


图 7 2003—2011 年城市污染物廊道标准化指数图

Fig.7 Standardized index of pollutant corridor from 2003 to 2011

结果表明,2003 年城市道路廊道的规模小,而且道路网络的高密度的空间范围集中于中心城地区、通州,大兴、丰台、顺义、昌平地区。但 2011 年时,道路网络密度增加,中心城建设强度增加,以摊大饼的形态向四周外扩张,中新城规模扩大的同时与东部通州、东南部大兴以及西北部昌平的交通联系更加紧密,道路网络密度增加,同时小汽车的数量也在不断增长,2003 年北京机动车数量近 200 万辆,至 2011 年,城市机动车数量已经超过 520 万辆,交通廊道密度的增加及机动车量的增加成为影响城市大气环境质量的重要因素。

2.2.2 城市热环境

城市热环境的优劣影响着城市局地环境的舒适、安全与能耗,但过量的热量产生热岛效应。城市热岛是指城市地区整体或局部温度高于周围地区,温度较高的城市地区被温度较低的郊区所包围或部分包围的现象。在本研究中,采用了遥感反演地表温度的方法,应用同期的 TM 影像,反演地表温度,并表征区域的热岛等级,反映城市热环境。具体反演方法及热岛表征方法见文献[30]。

热岛强度等级标准化之后见图 8。结果表明,2003 年市域的城市热岛效应并不突出,市域高温区分布于山区的植被覆盖低的地区以及延庆地区,但城市内部热岛特征表现并不明显,但至 2011 年时,城市热岛特征已经十分明显,平原地区的中心城地区,大兴、丰台、房山、顺义都出现高等级的热岛斑块,而且中心城地区的高等级热岛斑块基本能连成一片,形成空间集聚效应。城市热岛效应的增强将会改变城市范围的气候特征,影响城市生态环境质量。

2.2.3 景观破碎

景观斑块数量、景观斑块大小以及景观斑块密度都可以用来指针景观的破碎化程度[38]。本研究的景观破碎化程度采用斑块密度来指示,即单位面积内景观斑块的数量。对于自然生态系统景观破碎化的程度反映了干扰强度,干扰的强度和频率,景观破碎化程度越高,斑块数量越大,平均斑块大小变小,斑块密度增加。

图 9 是经过标准化后的 2003—2011 年的景观斑块密度的空间分布图,从分析图可以看出,2003 年中心城外围地区城乡结合部的景观斑块密度高,即景观破碎化程度高,反映了人类活动对该地区干扰的强度,城乡结合部的土地利用类型复杂,是城市-自然的过渡地带,景观类型多样化是因为受到人类活动的干扰,而且社会经济活动频繁,导致各种类型的景观组分镶嵌,形成了大小不一的各类景观类型,导致该地区的破碎化程度

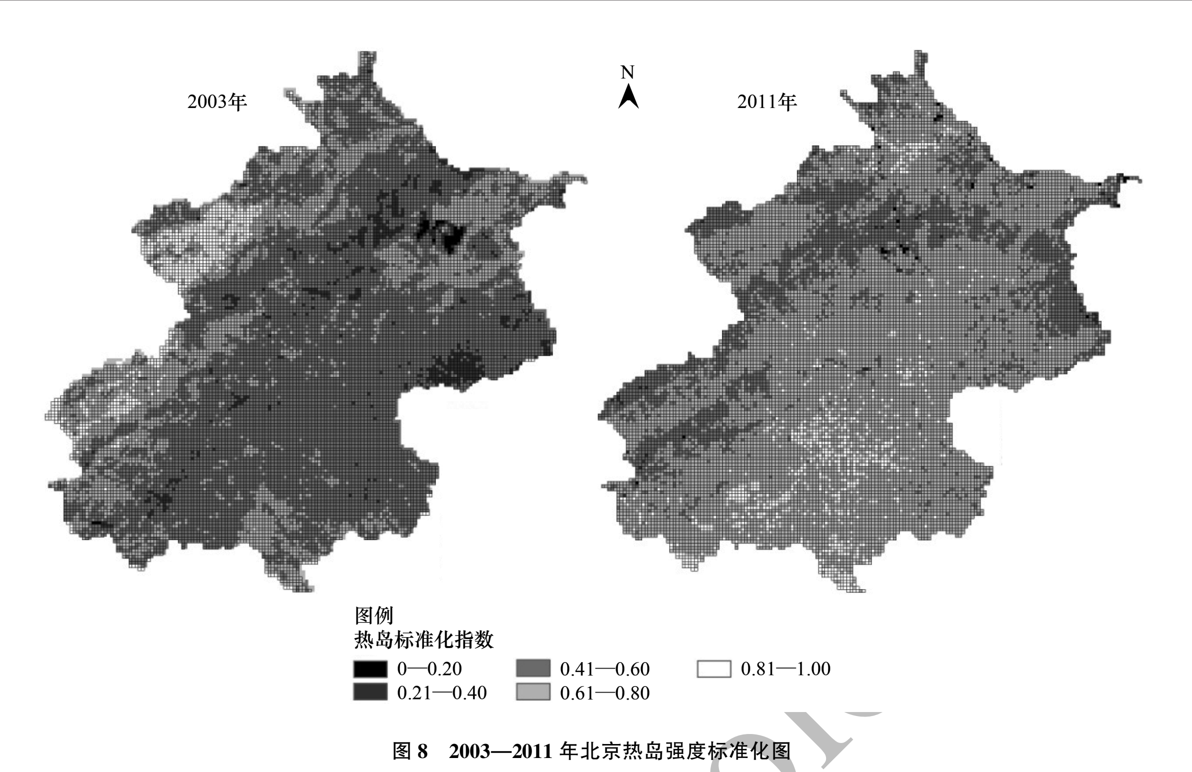


图 8 2003—2011 年北京热岛强度标准化图

Fig.8 Standardized index of city heat island in summer from 2003 to 2011

高,城市中心地区由于景观类型基本由建设用地组成,类型单一,因此破碎化程度低;城乡结合部之外的山区也因为大量的生态用地类型形成了大型的景观基底,而且人类活动干扰有限,破碎化程度也较低。2011 年,城市建设用地规模进一步增大,相比 2003 年,中心城地区的建设用地不断向外扩张,形成了以中心城地区为圆心的摊大饼扩张形态,建设用地不断的整合和扩张导致原来中心城地区破碎化程度低的地区继续扩大,而景观破碎化程度高的地区同样还在中心城外围地区,而且该圈层相比 2003 年有所扩大,即随着中心城规模的扩大,城乡结合部也在向外扩大。2011 年景观破碎化高的地区除城乡结合部之外,近郊的顺义、丰台、大兴以及远郊地区怀柔、密云、平谷地区的破碎化程度也在逐渐升高。

2.2.4 温室气体排放

城市温室气体排放量与能源的消耗量紧密关联的,但由于温室气体排放很难以用空间的图示进行表达,因此本研究中,用能源消耗的大户工业用地的占比来指示温室气体排放强度。将工业用地分布图标准化后见图 10,结果显示,2003 年至 2011 年工业用地数量增加,增长面积 120km^2,空间分布更加分散。根据统计数据显示[39],2003 年城市三次产业的比重为 2.6∶35.8∶61.6,城市能源消费总量 4648 万 t 标准煤,其中第二产业消费能源 2615 万 t 标准煤,占当年能源消费总量的 55.5%。至 2011 年,三次产业的比重则为 0.8∶23.1∶76.1,城市能源消费总量 6995 万 t 标准煤,其中第二产业消费能源 2489 万 t 标准煤,占能源消费总量的 35.6%,尽管第二次产业的比重在逐渐下降,但是工业一直是城市能源消费大户。尽管工业用能效率在逐年提高,但工业用地的增加也带动了其配套和服务产业的形成,促进了第三产业能耗的不断增加。

2.3 土地复合生态服务功效

通过层次分析法确定的各个图层权重,在 GIS 平台下叠加各个图层,最终分析结果如上图 11 土地利用复合生态服务功效图。分析结果表明,2003 年复合生态服务负功效的空间占全市域的 42.3%,正功效的空间为 57.7%;2011 年复合生态服务负功效的空间占全市域面积的 48.7%,正功效空间占 51.3%。城市化进程导致市域土地生态服务负功效不断增加,正功效减少。从空间分布看,2003 年的复合生态服务功效负空间以中心城为核心,成放射状向新城辐射,城市化地区土地生态服务功效普遍低下。2011 年的复合生态服务功效负空间形态相比 2003 年较为模糊,负功效空间向东南部通州、大兴以及西北部海淀山后、昌平地区蔓延,同时中心

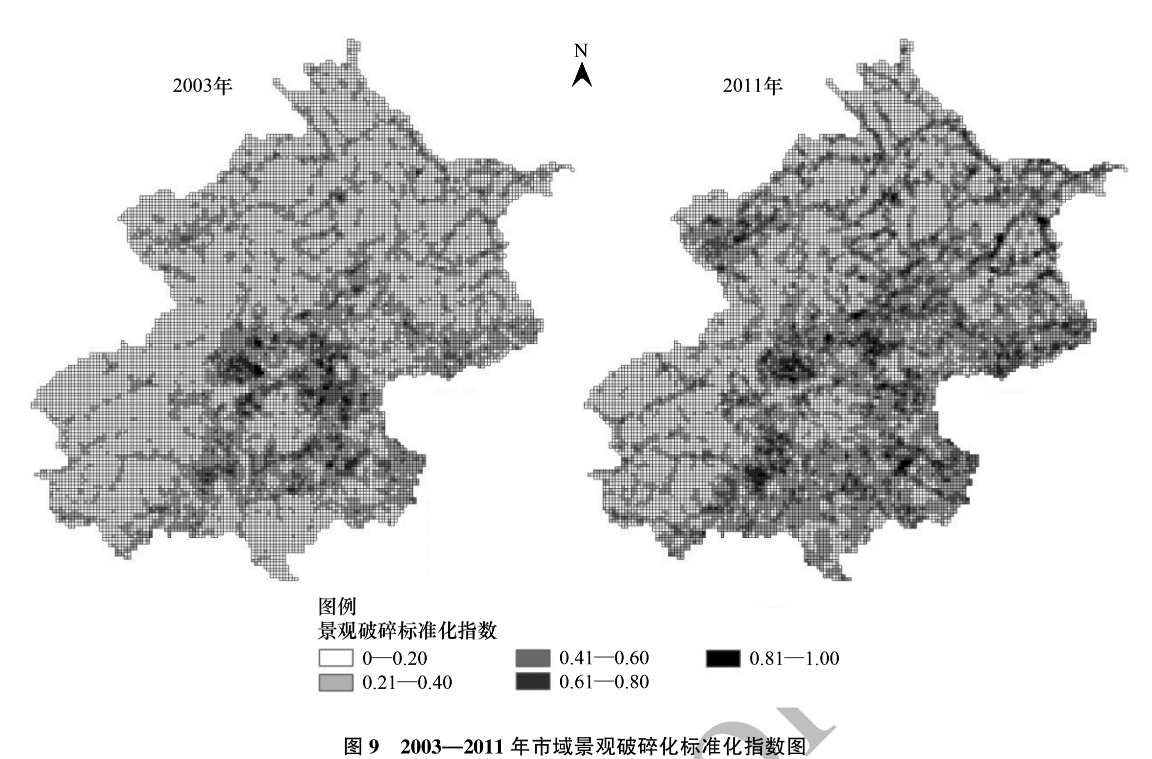


图 9 2003—2011 年市域景观破碎化标准化指数图

Fig.9 Standardized index of landscape fragment from 2003 to 2011

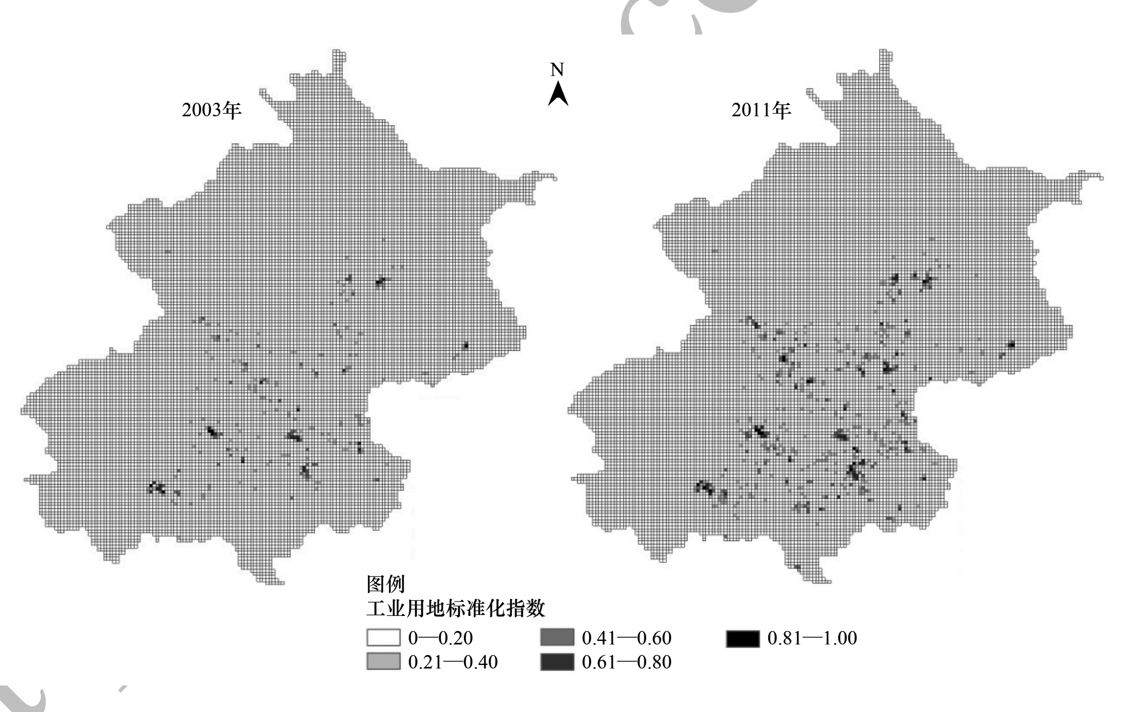


图 10 2003—2011 年工业用地标准化指数图

Fig10 Standardized index of industrial land from 2003 to 2011

城向机场方向的负功效空间也不断增强。因城市化快速向外蔓延,土地利用变化大,中心城和城乡结合部土地的复合生态功效迅速下降,基本呈现饼状蔓延。同时,由于加强了西部山区的生态保护措施,山区的植被覆盖、景观连通性以及改善城市热环境能力的提升,山区的复合生态服务功效有所上升。

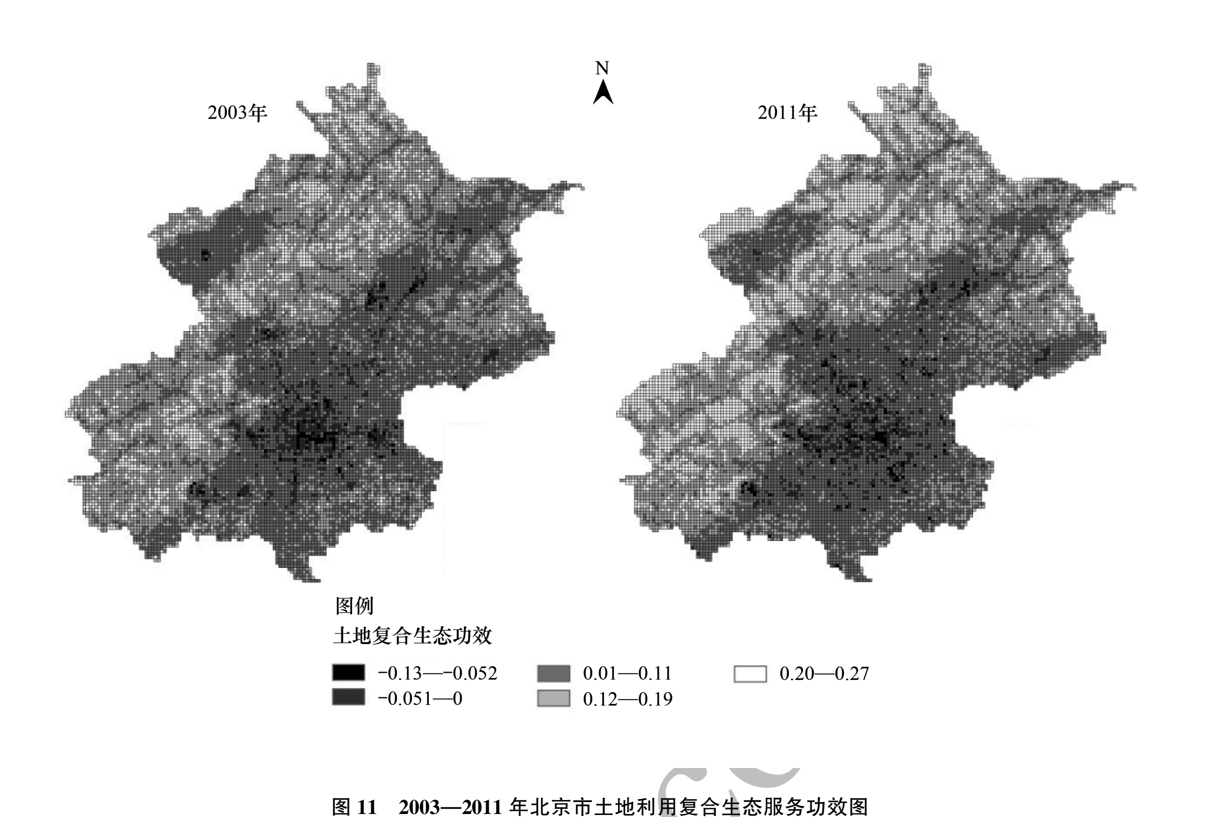


图 11　2003—2011 年北京市土地利用复合生态服务功效图

Fig.11　Land complex eco-service efficiency of Beijing area from 2003 to 2011

3　结论与讨论

从生态服务功效评价结果分析来看,2003—2011 年,因城市的无序扩张,导致了市域生态用地不断被城市占用,复合生态服务功效降低。2003—2011 年,北京市域城市建设用地增长近 3%,相应地非建设用地类型中耕地和林地的比率减少近 3%。而北京六环内地区是城市发展最为快速的地区,城市六环内建设用地的面积比例增长近 10%;耕地的面积减少近 10%[21]。建设用地由中心城地区向外不断蔓延,这个过程以生态空间的不断占用为主,由此引发了多种生态环境效应,导致 2011 年复合生态服务功效要比 2003 年低。2004 年—2020 年北京城市总体规划提出"两轴两带多中心"的城市空间形态,从本研究复合生态服务功效分析的角度来看,西部山区生态涵养带的规划设想基本实现,但平原地区城市发展呈现出摊大饼的空间形态,土地复合生态服务负功效不断增加。城市发展重视建设用地规划而忽视了非建设用地的生态功能,土地复合生态服务功效的提升有赖于与建设用地规划相对应的非建设用地的结构和功能的共轭生态规划[40]。

从生态服务功效空间分布来看,平原地区中心城范围土地复合生态服务功效低。当前中心城规模太大,而且城市外延式的发展导致中心城和周边新城之间的界限模糊,缺少大型生态基础设施,中心城与新城之间基本连成一片,尽管在城市总体规划中规划保留第一道和第二道绿化隔离带,但总体规划实施以来,由于规划实施力度和生态补偿机制不完善,绿化隔离地区的生态空间也不断遭到侵占或破碎化程度增加,而造成热岛效应增强[30]、道路交通污染排放量增加[41]。2003—2011 年的土地复合生态服务功效分析表明,城乡结合部景观破碎化程度高、景观连通性差、边缘效应低,城乡结合部在阻止城市蔓延和引导城市蔓延两方面起着同样的作用,如果在城乡结合部之间通过法定规划确定大型生态用地,保持永久性的生态空间,将对抑制城市向外与新城连成一片起到积极作用,同时对于提升土地生态服务功能起着重要作用。此外,可以通过以绿色和蓝色空间的形式(绿楔、绿廊、绿带)楔入或渗入城市建成区内的红色(建筑物、构筑物占地)和灰色空间(交通用地、废弃地和闲置荒地)中,扩大绿色和红色空间的边缘效应,改善景观多样性,强化生态服务功能[42]。

本文通过建立空间指标来评价城市化土地利用的生态服务功效变化,从城市生态环境保护的角度来审视过去的城市发展,用于指导城市未来的空间发展。但本研究也存在一定的局限性。

(1)建立的评价指标体系还需要进一步完善,指标体系的完整性与否直接影响到最终的评价结果。由于受到数据和资料可获得性的限制,该指标体系尚未能完整的涵盖所有生态服务功能的类型,但相比传统的生态服务价值量的评价方法而言,该方法具有更实用性的特点。

(2)评价数据的准确性。本研究的数据来源主要来源于不同的空间数据,由于原始数据精度的限制,有可能对评价结果产生一定的影响。

(3)研究的尺度大小还需要进一步探讨。采用划分网格的方法评价每个网格单元内土地生态服务的变化是本研究的特色,但不同网格大小研究结果是否存在较大的差异性,是否有最优的尺度,还需要进一步深入研究。

参考文献(References):

[1] Daily G C. Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems. Washington DC: Island Press, 1997.
[2] 欧阳志云, 王效科, 苗鸿. 中国陆地生态系统服务功能及其生态经济价值的初步研究. 生态学报, 1999, 19(5): 607-613.
[3] 欧阳志云, 郑华. 生态系统服务的生态学机制研究进展. 生态学报, 2009, 29(11): 6183-6189.
[4] 黄锟. 中国城镇化的最新进展和目标模式. 武汉大学学报: 哲学社会科学版, 2014, 67(2): 109-116.
[5] 刘新卫, 张定祥, 陈百明. 快速城镇化过程中的中国城镇土地利用特征. 地理学报, 2008, 63(3): 301-310.
[6] 黄忠华, 杜雪君. 快速城市化地区土地利用变化的生态环境效应——以杭州市中心城区为例. 水土保持通报, 2015, 35(6): 223-229.
[7] 冯荣光, 林媚珍, 葛志鹏, 纪少婷. 快速城市化地区土地利用变化对生态服务的影响——以佛山市顺德区为例. 生态科学, 2014, 33(3): 574-579.
[8] 郭荣中, 杨敏华. 长沙-株洲-湘潭市主城区土地利用变化的生态环境效应. 水土保持通报, 2013, 33(2): 261-264.
[9] 罗媞, 刘艳芳, 孔雪松. 中国城市化与生态环境系统耦合研究进展. 热带地理, 2014, 34(2): 266-274.
[10] 王如松, 胡聃, 王祥荣, 唐礼俊. 城市生态服务. 北京: 气象出版社, 2004.
[11] 阳文锐, 李锋, 王如松, 熊侠仙, 刘安生. 城市土地利用的生态服务功效评价方法——以常州市为例. 生态学报, 2013, 33(14): 4486-4494.
[12] 马世骏, 王如松. 社会-经济-自然复合生态系统. 生态学报, 1984, 4(1): 1-9.
[13] Gridharan R, Ganesan S, Lau SSY. Daytime urban heat island effect in high-rise and high-density residential developments in Hong Kong. Energy and Buildings, 2004, 36(6): 525-534.
[14] Memon R A, Leung D Y C, Liu C H. An investigation of urban heat island intensity (UHI) as an indicator of urban heating. Atmospheric Research, 2009, 94(3): 491-500.
[15] Imhoff M L, Zhang P, Wolfe R E, Bounoua L. Remote sensing of the urban heat island effect across biomes in the continental USA. Remote Sensing of Environment, 2010, 114(3): 504-513.
[16] Li Y, Li Y F, Qureshi S, Kappas M, Hubacek K. On the relationship between landscape ecological patterns and water quality across gradient zones of rapid urbanization in coastal China. Ecological Modelling, 2015, 318: 100-108.
[17] Wu P L, Tan M H. Challenges for sustainable urbanization: a case study of water shortage and water environment changes in Shandong, China. Procedia Environmental Sciences, 2012, 13(3): 919-927.
[18] Wei Y L, Bao L J, Wu C C, He Z C, Zeng E Y. Assessing the effects of urbanization on the environment with soil legacy and current-use insecticides: A case study in the Pearl River Delta, China. Science of the Total Environment, 2015, 514: 409-417.
[19] Ma J, Liu Y, Yu G B, Li H B, Yu S, Jiang Y P, Li G L, Lin J C. Temporal dynamics of urbanization-driven environmental changes explored by metal contamination in surface sediments in a restoring urban wetland park. Journal of Hazardous Materials, 2016, 309: 228-235.
[20] Tan P H, Chou C, Chou C C K. Impact of urbanization on the air pollution "holiday effect" in Taiwan. Atmospheric Environment, 2013, 70: 361-375.
[21] 阳文锐. 北京城市景观格局时空变化及驱动力. 生态学报, 2015, 35(13): 4357-4366.
[22] 李崧, 邱微, 赵庆良, 刘正茂. 层次分析法应用于黑龙江省生态环境质量评价研究. 环境科学, 2006, 27(5): 1031-1034.
[23] 李新, 石建屏, 曹洪. 基于指标体系和层次分析法的洱海流域水环境承载力动态研究. 环境科学学报, 2011, 31(6): 1338-1344.
[24] 徐涵秋. 利用改进的归一化差异水体指数(MNDWI)提取水体信息的研究. 遥感学报, 2005, 9(5): 589-595.
[25] 北京市水务局. 北京市水资源公报 2003. 北京: 北京市水务局, 2003.

[26] 北京市水务局. 北京市水资源公报 2011. 北京: 北京市水务局, 2011.
[27] 穆少杰, 李建龙, 陈奕兆, 刚成诚, 周伟, 居为民. 2001—2010 年内蒙古植被覆盖度时空变化特征. 地理学报, 2012, 67(9): 1255-1268.
[28] Wilson J W, Sexton J O, Jobe R T, Haddad N M. The relative contribution of terrain, land cover, and vegetation structure indices to species distribution models. Biological Conservation, 2013, 164: 170-176.
[29] Rose R, Monteith D T, Henrys P, Smart S, Wood C, Morecroft M, Andrews C, Beaumont D, Benham S, Bowmaker V, Corbett S, Dick J, Dodd B, Dodd N, Flexen M, McKenna C, McMillan S, Pallett D, Rennie S, Schäfer S, Scott T, Sherrin L, Turner A, Watson H. Evidence for increases in vegetation species richness across UK Environmental Change Network sites linked to changes in air pollution and weather patterns. Ecological Indicators, 2016, 68: 52-62.
[30] 阳文锐, 李锋, 何永. 2003—2011 年夏季北京城市热景观变化特征. 生态学报, 2014, 34(15): 4390-4399.
[31] 王浩, 李文龙, 杜国祯, 朱晓丽. 基于 3s 技术的甘南草地覆盖度动态变化研究. 草业学报, 2012, 21(3): 26-37.
[32] 汤洁, 姜毅, 李昭阳, 张楠, 胡猛. 基于 CASA 模型的吉林西部植被净初级生产力及植被碳汇量估测. 干旱区资源与环境, 2013, 27(4): 1-7.
[33] 朱文泉, 潘耀忠, 张锦水. 中国陆地植被净初级生产力遥感估算. 植物生态学报, 2007, 31(3): 413-424.
[34] 邬建国. 景观生态学: 格局、过程、尺度与等级(第二版). 北京: 高等教育出版社, 2007.
[35] 傅立新, 郝吉明, 何东权, 贺克斌. 北京市机动车污染物排放特征. 环境科学, 2000, 21(3): 68-70.
[36] 谢绍东, 张远航, 唐孝炎. 我国城市地区机动车污染现状与趋势. 环境科学研究, 2000, 13(4): 22-25.
[37] 郭宇宏, 王自发, 康宏, 谷超, 王刚, 张小啸, 纪元, 李沫. 机动车尾气排放对城市空气质量的影响研究——以乌鲁木齐市春节前后对比分析. 环境科学学报, 2014, 34(5): 1109-1117.
[38] 仇江啸, 王效科, 逯非, 欧阳志云, 郑华. 城市景观破碎化格局与城市化及社会经济发展水平的关系——以北京城区为例. 生态学报, 2012, 32(9): 2659-2669.
[39] 北京市统计局, 国家统计局北京调查总队. 北京统计年鉴 2012. 北京: 中国统计出版社, 2013.
[40] 王如松. 绿韵红脉的交响曲: 城市共轭生态规划方法探讨. 城市规划学刊, 2008, (1): 8-17.
[41] 于英汉. 北京市机动车发展及颗粒排放物污染特征研究. 北京: 北京建筑大学, 2015.
[42] 王如松, 李锋, 韩宝龙, 黄和平, 尹科. 城市复合生态及生态空间管理. 生态学报, 2014, 34(1): 1-11.